

УДК 632.15:546.79-128

Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению

Н. И. Санжарова, А. А. Сысоева, Н. Н. Исамов (мл.), Р. М. Алексахин, В. К. Кузнецов, Т. Л. Жигарева

НАТАЛЬЯ ИВАНОВНА САНЖАРОВА — доктор биологических наук, профессор, заместитель директора по науке ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии (ВНИИ СХРАЭ). Область научных интересов: радиоэкология, почвоведение, разработка систем защитных мероприятий для радиоактивно загрязненных территорий, радиоэкологический мониторинг.

АНАСТАСИЯ АНАТОЛЬЕВНА СЫСОЕВА — кандидат биологических наук, научный сотрудник ВНИИ СХРАЭ. Область научных интересов: физико-химические свойства радионуклидов, взаимосвязь свойств почвы и подвижности радионуклидов в почвах и в системе почва—растение.

НИЗАМЕТДИН НИЗАМЕТДИНОВИЧ ИСАМОВ (мл.) — кандидат биологических наук, старший научный сотрудник ВНИИ СХРАЭ. Область научных интересов: ветеринария, поведение радионуклидов в животноводческих цепочках, мониторинг агроэкосистем в районах размещения АЭС.

РУДОЛЬФ МИХАЙЛОВИЧ АЛЕКСАХИН — академик РАСХН, доктор биологических наук, профессор, директор ВНИИ СХРАЭ. Область научных интересов: радиобиология, почвоведение, радиоэкология.

ВЛАДИМИР КОНСТАНТИНОВИЧ КУЗНЕЦОВ — кандидат биологических наук, старший научный сотрудник ВНИИ СХРАЭ. Область научных интересов: агрохимия, поведение радионуклидов в системе почва—растение, разработка систем защитных мероприятий для радиоактивно загрязненных территорий.

ТАМАРА ЛЕОНИДОВНА ЖИГАРЕВА — кандидат биологических наук, заведующая лабораторией ВНИИ СХРАЭ. Область научных интересов: агрохимия, поведение радионуклидов в системе почва—растение, разработка систем защитных мероприятий для радиоактивно загрязненных территорий.

249032 г. Обнинск, Калужская обл., Киевское шоссе, 109 км; ВНИИ СХРАЭ, тел. (08439)6-72-05, факс (08439)6-80-66, E-mail lab22@riar.obninsk.org

Введение

Поступление антропогенных радионуклидов в природные и аграрные экосистемы является следствием деятельности человека: ядерных испытаний и радиационных аварий, а также нормализованных выбросов предприятий атомной промышленности и ядерной энергетики. Радионуклиды включаются в биогеохимические процессы миграции и, накапливаясь в сельскохозяйственной продукции, попадают далее в рацион человека, определяя дозы внутреннего облучения.

Почва является исходным звеном миграции радионуклидов по сельскохозяйственным и пищевым цепочкам, что обуславливает необходимость детального исследования процессов, определяющих их подвижность в системе почва—растение. Почвы обладают высокой емкостью поглощения, что приводит к формированию в окружающей среде длительно действующего источника радионуклидов. Закрепление радионуклидов почвами является сложным процессом, происходящим во времени. Скорость сорбции и фиксации радионуклидов в почвах зависит как от их физико-химических характеристик, так и от свойств почв.

Одним из важных аспектов проблемы реабилитации загрязненных почв является разработка защитных мероприятий, направленных на снижение биологиче-

ской подвижности радионуклидов и, как следствие, их накопления в сельскохозяйственной продукции. Среди приемов реабилитации загрязненных территорий важное место занимает применение агроメリорантов, которые обеспечивают снижение миграции радионуклидов в сельскохозяйственных цепочках. Общепринятые агрохимические приемы — известкование почвы, применение органических и минеральных удобрений, направленные на повышение плодородия почвы, оказываются эффективными и для снижения накопления радионуклидов в сельскохозяйственных растениях. Механизмы влияния мелиорантов на биологическую доступность радионуклидов определяются типом их поведения, а также действием агроメリорантов на свойства почв — кислотность, емкость катионного обмена, содержание конкурирующих катионов и т.д.

Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, может быть рассмотрена в двух аспектах. С одной стороны, техногенные радионуклиды являются новым ингредиентом в агроэкосистемах, и их транспорт по трофическим цепочкам зависит от физико-химических свойств радиоактивных выбросов и характеристик среды миграции. В этом случае управление процессами перераспределения и аккумуляции радионуклидов требует достоверной информации о законо-

мерностях их поведения в почве и в системе почва—растение. С другой стороны, использование различных химических веществ (например, агроメリорантов в земледелии или кормовых добавок в животноводстве) является эффективным методом снижения подвижности радионуклидов в сельскохозяйственных цепочках миграции и, как следствие, одним из важных защитных приемов смягчения последствий радиоактивного загрязнения агроэкосистем. Именно анализу этих двух аспектов роли химии в реабилитации сельскохозяйственных территорий и посвящена данная статья.

Общие закономерности поведения радионуклидов в почвах

К числу ведущих факторов, определяющих подвижность радионуклидов, относятся физико-химические характеристики радиоактивных выпадений и последующих процессов их трансформации, свойства почв, природные факторы и время взаимодействия с почвой.

К свойствам радионуклидов, определяющим их распределение между твердой и жидкой фазами почвы, относятся заряд иона и его знак, радиус гидратированного иона, энергия гидратации иона, форма соединений, а также способность к комплексообразованию и гидролизу. Согласно данным В.А. Ковды [1], ионы элементов, имеющие ионные потенциалы (отношение заряда иона к ионному радиусу) $Z/r < 1,4$, характеризуются свойствами сильных оснований и мигрируют в катионной форме в виде истинных растворов (Na^+ , K^+ , Rb^+ , Cs^+ , Ra^{2+} и др.). Ионы элементов с параметрами $1,4 < Z/r < 3$ (Li^+ , Ca^{2+} , Sr^{2+} , Ba^{2+} и др.) находятся в почве главным образом в катионной форме и в виде истинных растворов, но при увеличении рН могут образовывать труднорастворимые гидроксиды и основные соли, а в присутствии карбонат-ионов — труднорастворимые карбонаты. В этом случае возможна миграция в виде коллоидов и взвесей. Ионы элементов с параметрами $3 < Z/r < 7$ обладают высокой чувствительностью к реакции среды, образуют труднорастворимые гидроксиды, более подвижны в щелочной среде и их миграция по почвенному профилю происходит в виде комплексных соединений, коллоидов и взвесей (Y^{3+} , Ti^{4+} , Fe^{3+} , Ru^{4+} , Ce^{4+} и др.).

Н. В. Тимофеев-Ресовский с соавторами [2] предложили следующую классификацию радионуклидов по типу поведения в системе почва—растение.

1 группа: Zn, Cd, Co. Тип поведения — необменный; наиболее вероятные механизмы закрепления в почве — адсорбция почвенными минералами и образование комплексов с органическими и органоминеральными лигандами; важный фактор миграции — наличие органических лигандов.

2 группа: Na, Rb, Sr. Тип поведения — обменный; основной механизм закрепления в почве — ионный обмен; наиболее важный фактор миграции — присутствие в растворе других катионов.

3 группа: Cs. Тип поведения — обменный в макроконцентрациях и необменный в микроконцентрациях; механизм закрепления в почве для микроколичеств радионуклида — необменное поглощение.

4 группа: Ce, Pm, Zr, Nb, Fe, Ru. Тип поведения — многоформный; наиболее вероятные механизмы за-

крепления в почве — образование комплексов и осаждение (коагуляция) коллоидов. Группа характеризуется наличием поглощаемых твердой фазой химических форм и непоглощаемых миграционно-способных форм. Равновесие между фазами сдвигается при изменении концентрации стабильных изотопов носителей, рН и в присутствии мигрирующих коллоидов.

Подвижность и биологическая доступность радионуклидов в значительной степени обусловлены состоянием и формами нахождения их в почве. Радионуклид в почве может присутствовать в составе как жидкой, так и твердой фазы. В растворе радионуклид может находиться в виде катиона, входит в состав комплексных соединений и коллоидных частиц. В твердой фазе радионуклид находится в обменносорбированном состоянии, т.е. в адсорбционно-десорбционном равновесии с жидкой фазой; может входить в состав нерастворимых соединений или выпавших нерастворимых частиц (например, топливных) или необратимо сорбируется.

Широко используется классификация форм нахождения радионуклидов в почве, основанная на методе последовательных экстракций различными химическими агентами [3]. Этим методом выделяют водорастворимые; обменные (вытесняемые 1 н. раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$); подвижные (экстрагируемые 1 н. раствором HCl); необменные кислоторастворимые (экстрагируемые 3 н. раствором HCl); прочно фиксируемые формы, которые не вытесняются после обработки почвы 6 н. HCl никакими другими реагентами. Между формами радионуклидов в почвах существует динамическое равновесие, в результате которого ионы, находящиеся в труднорастворимом состоянии, могут переходить при определенных условиях (изменение влажности почвы, термического режима и других факторов) в подвижные и наоборот. Свойства почв в значительной степени определяют вариабельность форм радионуклидов и их биологическую доступность.

Среди техногенных радионуклидов наиболее экологически значимыми при рассмотрении долговременных последствий радиоактивного загрязнения являются радионуклиды цезия и стронция. Биологическая опасность ^{90}Sr и ^{137}Cs определяется несколькими факторами: высоким выходом при делении, длительным периодом полураспада (около 30 лет), высокой подвижностью в природных средах. Подвижность ^{137}Cs обусловлена тем, что это радионуклид щелочного элемента, химического аналога биогенно важного элемента — калия. Закрепление и распределение ^{90}Sr в почве в основном определяются закономерностями поведения изотопного носителя — стабильного стронция, а также химического аналога неизотопного носителя — стабильного кальция (Ca^{2+}).

Для ^{137}Cs характерны процессы селективной сорбции, а также необменной сорбции (фиксации) твердой фазой почв. Способность почв фиксировать Cs^+ в значительной степени определяется содержанием в почве лабильных глинистых минералов. Наибольшей способностью к фиксации K^+ , NH_4^+ и Cs^+ обладают гидрослюда типа иллита [4].

Ионообменные сорбционные места для Cs^+ подразделяются на 3 основных типа по степени селективности: неселективные сорбционные центры (Regular Exchange Sites, RES), которые расположены на поверхности твердой фазы почвы; сорбционные центры

(Frayed Edge Sites, FES), расположенные между слоями кристаллической решетки в области их расширенных краев; и центры особо высокой селективности (High Affinity Sites, HAS) [5, 6].

Количественно селективность сорбционных мест по отношению к радионуклиду (R) характеризуется константой ионообменного равновесия радионуклида с одним из конкурирующих ионов (M) - коэффициентом селективности (K_c):

$$K_c = [R]_{\text{обм}}[M]_{\text{в}}/[M]_{\text{обм}}[R]_{\text{в}} \quad (1)$$

где $[R]_{\text{обм}}$ и $[M]_{\text{обм}}$ — содержание обменных форм радионуклида и конкурирующего катиона в твердой фазе; $[R]_{\text{в}}$ и $[M]_{\text{в}}$ — их концентрация в водной вытяжке [7].

Поверхностные обменные места (RES) не являются селективными для Cs^+ . Коэффициент селективности сорбции цезия на RES по отношению к другим одновалентным катионам Na^+ , K^+ , NH_4^+ и другим близок к 1. В то же время коэффициент селективности сорбции Cs^+ на FES по отношению к K^+ равен 1000, а по отношению к NH_4^+ — 200 [8, 9].

А. Кремерсом и соавторами [6] разработаны методы определения характеристик селективной сорбции ^{137}Cs в почвах. Наиболее используемой характеристикой является потенциал селективной сорбции ^{137}Cs — RIP (Radiocesium Interception Potential), представляющий собой произведение емкости FES и коэффициента селективности Cs^+ по отношению к K^+ при обмене на селективных адсорбционных центрах FES. Потенциал селективной сорбции ^{137}Cs является постоянной величиной для почвы и характеризует ее способность селективно и обратимо сорбировать Cs^+ .

Процессы фиксации ^{137}Cs протекают медленнее в органических почвах (торфяные, перегнойно-торфяные и др.) по сравнению с минеральными (дерново-подзолистые, серые лесные, черноземы и др.), так как органические молекулы, сорбируясь на поверхности глинистых частиц, закрывают доступ ^{137}Cs , препятствуя процессу его сорбции на FES и диффузии внутрь кристаллической решетки [10]. Считается, что органические молекулы могут проникать в межпакетные пространства глинистых минералов, удерживая их в расширенном состоянии и сдвигая область FES в глубь решетки [11].

При рассмотрении ионов ^{90}Sr можно выделить три группы: 1 — ионы, находящиеся в почвенном растворе; 2 — обменные ионы на поверхности минеральных и органических частиц; 3 — ионы, входящие в состав практически нерастворимых соединений [12, 13]. Большая часть ^{90}Sr (60—90%) находится в почве в обменной форме.

Если при сорбции ^{137}Cs решающую роль играет изоморфное замещение в кристаллической решетке глинистых минералов, то для ^{90}Sr существенное значение имеет изоморфное замещение в минералах, содержащих кальций и магний — кальцит и известняк (CaCO_3), гипс ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), доломит ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Поскольку преобладающим механизмом поглощения ^{90}Sr твердой фазой почв является ионный обмен, аналогично адсорбции стабильного Sr и Ca, то сорбция ^{90}Sr твердой фазой почв зависит от присутствия макроконцентраций катионов в растворе. Установлен следующий ряд влияния конкурирующих катионов на

сорбцию ^{90}Sr твердой фазой почв: $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ [14].

На состояние и закрепление ^{90}Sr в почвенном поглощающем комплексе большое влияние оказывает состав минеральной части почв. ^{90}Sr более прочно закрепляется в почвах с высоким содержанием илистых частиц. Глинистыми минералами почв может быть сорбировано до 99% этого радионуклида. Предпочтительнее ^{90}Sr сорбируется такими минералами, как асканит, бентонит, вермикулит, флогопит и гумбрин, в значительно меньшей степени — гидромусковитом и гидрогетитом [3]. Минералы группы монтмориллонита поглощают 92,0—99,9% ^{90}Sr , минералы каолиновой группы — 40—68%, слюды — 71—87%, гидрослюды — 80—88%. Минералы группы кальцита, полевых шпатов, кварца и гипса поглощают 10—50% ^{90}Sr [15].

На поведение ^{90}Sr оказывает влияние органическое вещество почвы. Распределение и подвижность ^{90}Sr в почвах в значительной степени определяется количеством и качественным составом гумуса. Радионуклид присутствует в почвах в основном не в виде индивидуальных соединений с органическими веществами неспецифической природы и собственно гумусовыми кислотами, а в форме сложных комплексов, в состав которых входят также Ca, Fe, и Al.

Распределение радионуклидов между жидкой и твердой фазами почвы

Процессы сорбции и фиксации радионуклидов определяют подвижность их в почве. Показателем распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами почвы является коэффициент распределения K_D , представляющий отношение равновесной концентрации радионуклида в твердой фазе к его концентрации в растворе [16]. Существует также понятие обменного коэффициента распределения $K_D^{\text{об}}$, который равен отношению концентрации обменной формы радионуклида к его концентрации в растворе [7]. Этот параметр учитывает тот факт, что часть радионуклида в твердой фазе находится в необменной форме и не участвует в процессах десорбции в жидкую фазу.

Для Cs^+ в зависимости от условий определяющим обменным ионом может оказаться либо K^+ , либо NH_4^+ , причем аммоний преобладает в восстановительных условиях в донных отложениях и в топяно-болотных почвах.

Величину обменного коэффициента распределения ^{137}Cs можно оценить на основе потенциала селективной сорбции (RIP):

$$K_D^{\text{об}}(\text{Cs}) = \text{RIP}(\text{K}) / (m_{\text{K}} + 5,3m_{\text{NH}_4}) \quad (2)$$

где $\text{RIP}(\text{K})$ — потенциал селективной сорбции по калию, мг-экв/кг; m_{K} — концентрация ионов K^+ в почвенном растворе, Моль/л; m_{NH_4} — концентрация ионов NH_4^+ в почвенном растворе, Моль/л. Данное уравнение применяется в случаях, когда вклад калия и аммония в конкуренцию с ^{137}Cs сравним. В случае, когда калий является доминирующим ионом, конкурирующим с ^{137}Cs , применимо соотношение:

$$K_D^{\text{об}}(\text{Cs}) = \text{RIP}(\text{K}) / m_{\text{K}} \quad (3)$$

Таблица 1

Показатели подвижности радионуклидов в системе почва-почвенный раствор для различных типов почв

Тип почвы	Обменная форма, %		$K_c(^{90}\text{Sr}/\text{Ca})$	RIP(K), мг-экв/кг
	^{137}Cs	^{90}Sr		
Дерново-подзолистая	41 ± 0,10	93 ± 0,07	2,5 ± 0,5	442
Светло-серая лесная	27 ± 0,07	76 ± 0,09	1,5 ± 0,2	1377
Выщелоченный чернозем	10 ± 0,03	73 ± 0,10	2,1 ± 0,3	1900
Оподзоленный чернозем	12 ± 0,03	82 ± 0,11	1,3 ± 0,1	2519
Обычный чернозем	09 ± 0,03	68 ± 0,01	1,8 ± 0,1	2700
Типичный чернозем	10 ± 0,02	69 ± 0,02	1,9 ± 0,2	2709
Лугово-черноземная	17 ± 0,08	64 ± 0,02	1,4 ± 0,1	3464
Каштановая	16 ± 0,03	76 ± 0,09	1,7 ± 0,5	3243
Низинный торфяник	18 ± 0,02	79 ± 0,01	1,1 ± 0,3	211

В тех случаях, когда в системе присутствует в значительном количестве катион аммония, используют уравнение:

$$K_D^{90}(\text{Cs}) = \text{RIP}(\text{NH}_4)/m_{\text{NH}_4} \quad (4)$$

Механизмы адсорбции микроконцентраций ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs различны. Радиоактивный стронций характеризуется простым и почти полным обменом на RES глинистых частиц [17]. Выход радионуклида в почвенный раствор увеличивается и при возростании выхода Ca, так как Sr и Ca находятся в растворе в определенном соотношении. Однако распределение ^{90}Sr между почвенным раствором и поглощающим комплексом отличается от аналогичного распределения для Ca. Отношение $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ в почвенном растворе колеблется от 0,49 до 0,78 от соотношения этих ионов в почве, что связано с более прочной сорбцией ^{90}Sr по сравнению с Ca [18]. Для ^{90}Sr коэффициент селективности обмена катионов стронция и кальция $K_c(^{90}\text{Sr}/\text{Ca})$ (уравнение 1) для большинства почв варьирует от 1 до 2 [7].

Определение показателей подвижности и биологической доступности ^{137}Cs и ^{90}Sr на различных типах почв показало, что в зависимости от свойств почв содержание обменной формы радионуклидов варьирует от 9 до 40% для ^{137}Cs и от 64 до 93% для ^{90}Sr ; коэффициент селективности $K_c(^{90}\text{Sr}/\text{Ca})$ изменяется в 2,3 раза, а потенциал сорбции радиоцезия RIP — в 16 раз [19] (табл. 1).

Механизмы миграции радионуклидов в системе почва—растение

Переход радионуклидов из почвы в растения является результатом действия не только почвенно-химического процесса, но и биологического (физиологического), связанного с поглощением радионуклидов, в частности ^{137}Cs и ^{90}Sr , корневой системой растений из почвенного раствора.

Поглощение радионуклида растением первоначально происходит в результате транспорта ионов путем свободной диффузии в объеме клеточной стенки коры корня. Объем клеточной стенки, расположенный снаружи от плазмаллемы определяется как кажущееся свободное пространство. Единая система кле-

точных стенок (целлюлозных оболочек) образует апопласт, который распространяется внутрь от слоя клеточек, образующих корневые волоски. Катионообменные свойства корня связаны с апопластом. Для заряженных частиц кажущееся свободное пространство включает две составляющие, поскольку часть ионов свободно находится в растворе, а часть связывается фиксированными заряженными центрами в клеточной стенке. Согласно этому различают водное свободное пространство и доннановское свободное пространство [20]. Состав водного свободного пространства идентичен внешнему почвенному раствору. Доннановское свободное пространство образовано посредством связи между собой кристаллических структур веществ целлюлозы, в матрикс которой включены пектиновые вещества, гемицеллюлозы, белки, неорганические катионы и другие соединения. Оно представляет собой совокупность заряженных центров, расположенных в стенке растительной клетки и на внешней стороне плазмаллемы, которое можно определить как корневой обменный комплекс, характеризуемый емкостью катионного и анионного обмена. Между водным свободным пространством (почвенным раствором) и доннановским свободным пространством (корневым обменным комплексом) путем адсорбции и обмена ионов устанавливается динамическое равновесие. Доннановский электропотенциал на границе водной среды и катионообменника обуславливает избирательность поглощения веществ, несущих заряд. Корневой обменный комплекс более активно связывает катионы (особенно двух- и трехвалентные) по сравнению с анионами.

Поскольку ^{137}Cs и ^{90}Sr поступают в растения из почвенного раствора, можно предположить, что концентрация радионуклидов в растении прямо пропорциональна их концентрации в почвенном растворе (при прочих равных условиях). Ионное поглощение играет особую роль во всем процессе перехода ^{137}Cs из почвы в растение. Cs^+ не является минеральным элементом питания для растения, но он абсорбируется транспортными системами его макроаналога K^+ [4, 21]. Поглощение радиоактивного цезия значительно снижается при увеличении концентрации K^+ до 1 мМоль/л [22—24]. Калий препятствует поглощению

^{137}Cs растением в пределах концентраций 0–0,1 мМоль/л, а также влияет на адсорбцию ^{137}Cs и при более высоких концентрациях [25]. На водных культурах было выявлено, что переход ^{137}Cs в растения снижается с увеличением концентрации K^+ в почвенном растворе. Наибольший эффект наблюдается в пределах концентраций ионов K^+ 0,10–0,25 мМоль/л [26].

Поглощение ^{137}Cs растением зависит не только от внешней концентрации K^+ в почвенном растворе, но и внутренней концентрации K^+ в растении и регулируется, по крайней мере, двумя механизмами [26]. Существуют различные механизмы транспорта ионов K^+ и Cs^+ в растения. Одним из основных механизмов является диффузия, характеризующаяся постоянным прохождением ионов через плазмалемму. Также ионы поступают в растения через корневую систему в обмен на ионы H^+ , расположенные на поверхности корневых волосков и образующиеся при дыхании корней. Избирательность поглощения, увеличение концентрации внутри клеток, конкуренцию при поглощении клетками корня между близкими по физико-химическим свойствам ионами объясняет также теория переносчиков (механизм активного транспорта через фосфолипидную мембрану). Согласно этой теории, ион преодолевает мембрану не в свободном состоянии, а в виде комплекса с молекулой переносчика. На внутренней стороне мембраны комплекс диссоциирует, освобождая ион внутри клетки. Селективные пути трансмембранного поглощения представлены ионными каналами (в основном калиевыми, которые приблизительно в 50 раз дискриминируют ионы Cs^+ по отношению к K^+), а неселективные — ионной утечкой плазмалеммы [27].

Поступление ^{137}Cs в растение также определяется в значительной степени содержанием двухвалентных катионов ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) в питательном растворе, а концентрация ^{137}Cs в растении коррелирует с долей $^{137}\text{Cs}^+$ в корневом обменном комплексе [28].

$^{90}\text{Sr}^{2+}$ абсорбируется растением посредством транспортных систем его макроаналога Ca^{2+} . Транспорт Ca^{2+} осуществляется преимущественно в апопласте путем свободной диффузии, ускоряемой транспирацией, в объеме клеточной стенки, где часть ионов находится в растворе, идентичном внешнему почвенному раствору, а часть связывается фиксированными заряженными центрами в клеточных стенках корневого обменного комплекса.

Переход ^{90}Sr и ^{137}Cs из почвы в растение зависит от типа почв. Из почв кислых и обедненных кальцием, легкого гранулометрического состава радионуклиды более интенсивно поступают в растения по сравнению с почвами с высоким плодородием и богатых кальцием [4, 14].

Существенное влияние на накопление ^{90}Sr растениями оказывают биологические особенности сельскохозяйственных культур, обусловленные принадлежностью к различным семействам, родам, видам и сортам [4, 14, 29].

Применение агромелиорантов для эффективного снижения биологической подвижности радионуклидов

В сельскохозяйственной радиоэкологии накоплен богатый экспериментальный материал о способах снижения поступления радионуклидов из почвы в растения. Разработан ряд агрохимических приемов,

которые оказывают модифицирующее влияние на подвижность радионуклидов. При этом данные мероприятия являются наиболее рациональными как для решения проблемы сохранения плодородия почвы, повышения урожая и улучшения качества сельскохозяйственной продукции, так и для получения продукции с регламентированным санитарно-гигиеническими нормативами содержанием радионуклидов.

Внесение минеральных удобрений. Действие минеральных удобрений, направленное на снижение поступления радионуклидов в сельскохозяйственные растения к настоящему времени достаточно хорошо изучено [4, 14, 30, 31].

Основным агрохимическим приемом для ограничения поступления ^{137}Cs из почвы в растения является применение *калийных удобрений*, при этом поступление радионуклида в растения уменьшается от 2 до 20 раз [32, 33]. Основываясь на теоретических представлениях о процессах фиксации ^{137}Cs почвами можно описать механизм действия калийных удобрений. Как было описано выше, ион K^+ имеет близкие физико-химические характеристики с ионом Cs^+ и является одним из основных катионов, конкурирующих за места селективной сорбции в минералах почвы. Повышенное закрепление радионуклида почвами при внесении калийных удобрений может быть объяснено коллапсом межпакетного пространства глинистых минералов слоистой структуры. Схлопывание слоев, вызываемое возрастающими концентрациями ионов K^+ , приводит к дополнительной фиксации радионуклида, и ионы ^{137}Cs , обменно абсорбированные в глубине клиновидной зоны, теряют способность легко обмениваться на другие катионы и переходить в раствор [19]. Большое значение для изменения направления процесса сорбции радионуклида имеет обеспеченность почв калием [34]. В почвах, хорошо обеспеченных калием, слоистые минералы уже в значительной степени подверглись коллапсу, поэтому внесение высоких доз калийных удобрений способствует повышенной конкуренции за места селективной сорбции и способны вытеснять ^{137}Cs в раствор. Хотя связь ионов ^{137}Cs на FES достаточно прочная, избыток ионов K^+ может ее разрушать.

Различные условия калийного питания также регулируют накопление ^{137}Cs растениями. При этом изменяется распределение радионуклида между генеративной и вегетативной частями растений. Так, повышенные дозы калия уменьшают концентрацию ^{137}Cs в зерне по сравнению с соломой в 2–5 раз [32], следовательно, калий выступает в роли защитного фактора для репродуктивной части растений.

Калийные удобрения, как правило, практически не влияют на переход ^{90}Sr в растения [4]. Хотя имеются данные лабораторных экспериментов по исследованию подвижности ^{90}Sr в почвах при внесении возрастающих доз калийных удобрений и аммонийного азота, которые свидетельствуют о том, что в при внесении в почву K^+ концентрация Ca^{2+} и Mg^{2+} в почвенном растворе увеличивалась в 1,5–2,0 раза, а при добавлении NH_4^+ возрастала в 3–4 раза [34]. Данные результаты можно отнести и к подвижности Sr^{2+} в почве, являющегося химическим аналогом Ca^{2+} . Повышение концентрации ионов Ca^{2+} в почвенном растворе способствует снижению накопления ^{90}Sr расте-

ниями из-за повышенной конкуренции этих ионов за места поглощения на корневом обменном комплексе.

В отличие от калия, повышенные дозы азотных удобрений в большинстве случаев обуславливают увеличение накопления ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур в 1,5–4,0 раза. Это объясняется тем, что при конкуренции за места селективной сорбции ионы NH_4^+ , в силу своих физико-химических свойств, являются более конкурентоспособными, чем ионы K^+ . Рост концентрации NH_4^+ в почве приводит к блокированию мест селективной сорбции, увеличению количества обменно-связанного ^{137}Cs его десорбции в почвенный раствор. Тем самым увеличивается доступность ^{137}Cs для корневых систем растений. В связи с этим на радиоактивно загрязненных территориях рекомендуется вносить азотные удобрения в форме нитратных солей в оптимальных для возделываемых культур дозах и преимущественно в предпосевной период [31].

Влияние фосфорных удобрений на поведение ^{137}Cs в системе почва—растение изучено недостаточно. Практически отсутствуют данные о механизме их действия на изменение состояния и подвижности этого радионуклида в почве. Установлено, что фосфорные удобрения в зависимости от форм, доз и соотношений с другими видами минеральных удобрений оказывают неоднозначное влияние на накопление ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур. При этом характер поведения ^{137}Cs в системе почва—растение при внесении фосфорных удобрений определяется свойствами почв и видовыми особенностями растений [35]. На кислых почвах наиболее эффективным фосфорным удобрением является фосфоритная мука. Применение суперфосфата в этих условиях может привести к значительному закреплению фосфора в недоступных для растений формах и увеличению накопления ^{137}Cs в урожае [31, 35]. Внесение повышенных доз фосфорных удобрений снижает поступление ^{137}Cs в растения на дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах в 2,0–2,5 раза. Применение этих удобрений в дозе 90 кг/га на выщелоченных черноземах увеличивало концентрацию ^{137}Cs в урожае зернобобовых и пропашных культур в 1,5–3,0 раза [31].

В случае загрязнения территорий ^{90}Sr , рекомендуется внесение в почву повышенных доз фосфорных удобрений в качестве защитного агрохимического приема. Внесение фосфорных удобрений приводит к преобразованию существенной доли доступных форм ^{90}Sr в биологически малодоступные соединения. Эффективность такого приема для снижения накопления ^{90}Sr может достигать 2–4 раз [4, 14, 29].

Известкование. В качестве мелиорантов применяют известь (CaCO_3), доломитовую муку, известковые туфы, гажу (озерная известь), мергель, торфотуфы. Известкование снижает переход ^{137}Cs в сельскохозяйственную продукцию в 1,5–4,0 раза [14, 31]. При проведении известкования происходит нейтрализация кислого почвенного раствора, вытеснение ионов водорода из почвенно-поглощающего комплекса и насыщение его кальцием. Некоторые авторы установили, что известкование способствует снижению активности ионов K^+ [36]. Механизм снижения активности ионов K^+ при известковании заключается в увеличении емкости катионного обмена почвенно-

поглощающего комплекса (ППК) при внесении извести, причем вновь образованные обменные позиции замещаются кальцием. Соотношение $\text{K} : \text{Ca}$ в ППК при этом сужается и соответственно сужается активность K^+ в равновесном растворе. Данный механизм может объяснить снижение подвижности ионов Cs^+ , как химического аналога K^+ , в почвах при внесении извести.

Согласно теории селективной сорбции ^{137}Cs , можно предположить, что в результате увеличения концентрации ионов Ca^{2+} в почвенном растворе происходит насыщение поверхностно обменных мест (RES), а также блокирование селективных сорбционных центров (FES) частиц глинистых минералов ионами Ca^{2+} , что обуславливает усиление фиксации ионов цезия на FES.

Известкование является наиболее эффективным приемом уменьшения накопления ^{90}Sr растениями — кратность снижения составляет 2–4 раза в результате связывания ^{90}Sr в труднорастворимые формы соединений [14, 37].

Внесение органических удобрений. Внесение органических удобрений уменьшает поступление ^{137}Cs в растения до 1,5–3,0 раз, причем наибольший эффект наблюдается на почвах легкого гранулометрического состава [4, 14, 31]. В ряде случаев применение кислого слаборазложившегося торфа в качестве органического удобрения способствует возрастанию содержания ^{137}Cs в урожае растений, что обусловлено подкислением почвенного раствора и ослаблением сорбирующей способности минеральных компонентов почвы слаборазложившейся органической фракцией торфа.

Накопление ^{90}Sr в урожае сельскохозяйственных культур при внесении в бедные гумусом почвы органических удобрений уменьшается в 4,6–5,6 раза в зависимости от вида культур [4, 29, 38]. Данные о влиянии органического вещества на подвижность ^{90}Sr в почве разноречивы. Существует представление, согласно которому органическое вещество, с одной стороны, понижает миграционную способность и благоприятствует связыванию радионуклида в почве, а с другой, — повышает подвижность и, тем самым, увеличивает вынос радионуклида в растение. Почвы богатые гумусом сорбируют ^{90}Sr в обменной форме, но прочность связи его выше, чем у почв с низким содержанием органического вещества. Наибольший эффект уменьшения поглощения ^{90}Sr растениями наблюдается в случае совместного внесения в почву извести и органического вещества — содержание ^{90}Sr в пшенице и горохе снижалось в 3,0–4,0 раза [4]. Добавление в дерново-подзолистую супесчаную почву различных доз навоза, торфа и их сочетаний приводит к уменьшению ^{90}Sr в зеленой массе кукурузы в среднем на 60% [39].

Внесение глинистых минералов. В качестве глинистых минералов чаще всего используют слоистые минералы — монтмориллонитовые глины (асканит и гумбрин), а также слюды (флогопита, гидрофлогопит и вермикулит). В основном повышенное закрепление ^{137}Cs в минералах происходит путем кристаллохимических реакций с внедрением радионуклида в межпакетные пространства. Применение глинистых минералов оказывает неоднозначное действие — на легких почвах приводит к снижению накопления ^{137}Cs в рас-

Эффективность действия агроメリорантов по снижению накопления радионуклидов в продукции растениеводства

Агрохимический прием	Воздействие на почву	Кратность снижения содержания радионуклидов в растениях*
Известкование	Снижение кислотности, насыщение почвенного поглощающего комплекса кальцием	1,5–2,0
Внесение повышенных доз фосфорно-калийных удобрений	Снижение кислотности, увеличение содержания катионов калия, изменение степени насыщенности основаниями	1,5–2,0
Внесение органических удобрений	Увеличение емкости обмена и содержания гумуса	1,5–2,5
Применение глинистых минералов	Увеличение сорбционной способности почв и конкурентного влияния выделенных в почвенный раствор катионов К и Са	На легких почвах приводит к снижению накопления ^{137}Cs в растениях в 1,5–3,0 раза; на других почвах эффект не наблюдается
Комплексное применение мелиорантов	Снижение кислотности почв, увеличение содержания гумуса, степени насыщенности основаниями, содержания K^+ и Ca^{2+}	До 5,0 раз

* В среднем для производственных условий

тениях в 1,5–3,0 раза. Внесение цеолита в дозе 19 т/га на дерново-подзолистых почвах легкого механического состава снижало накопление ^{137}Cs в зерне пшеницы в 2,5 раза [14].

Применение сапропеля. Внесение этого природного мелиоранта является высокоэффективной мерой для снижения уровня перехода ^{137}Cs в растения за счет повышения содержания питательных веществ и микроэлементов в обрабатываемых почвах. Эффективность мероприятия была изучена на бедных минеральными веществами почвах Полесья, загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС. Применение сапропеля на почвах этого региона приводило к снижению содержания ^{137}Cs в растениях до 6 раз [37].

Данные по эффективности некоторых агрохимических мероприятий на различных типах почв обобщены в таблице 2.

Применение химических препаратов для снижения накопления ^{137}Cs в продукции животноводства

В ряду ветеринарных защитных мероприятий в животноводстве выделяют две основные группы приемов, обеспечивающих снижение перехода ^{137}Cs в молоко и мясо. К первой группе относятся специфические цезий-связывающие препараты: «Ферроцин», «Бифеж», «Ферроцинсодержащие болюсы» и «Брикеты соли-лизунца», действие которых связано с наличием ферроцина. Вторая группа — природные сорбенты: цеолиты, вермикулит, глины, трепелы и опоки. Эти сорбенты, помимо своих адсорбционных и ионообменных свойств, являются дополнительным источником макро- и микроэлементов для животных.

В зоне аварии на Чернобыльской АЭС широко используют четыре формы ферроцинсодержащих препаратов (ФСР): «Бифеж», «Ферроцин», «Ферроцинсодержащие болюсы» и «Брикеты соли-лизунца».

«Бифеж» — целлюлозно-неорганическая композиция, полученная путем осаждения гексацианоферрата(II) железа(III)-калия на целлюлозный носитель (древесные опилки). Препарат представляет собой порошок темно-синего цвета с неправильной формой частиц размером 0,160–2,500 мм. «Бифеж» задают

коровам и другим продуктивным животным в дозе 30–60 г на одно животное в сутки. Препарат смешивается с концентратами из расчета суточной дозы в рационе и вносится индивидуально каждому животному непосредственно в кормушку. В производственных условиях снижает переход ^{137}Cs в молоко в 5–10 раз [40–42] (табл. 3).

«Ферроцин» $\text{KFe}^{\text{III}}[\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6]$ — гексацианоферрат(II) железа(III)-калия, ферроцианид железа-калия. Препарат представляет собой темно-синий мелкодисперсный порошок, практически нерастворим в воде, спирте, эфире. Порошок «Ферроцина» в дозе 3 г на голову в сутки смешивают с концентрированными кормами перед кормлением животных или с помощью специальных дозаторов вносят при изготовлении комбикорма в кормоцехе из расчета суточной дозы в рационе. Его применение в производственных условиях снижает поступление ^{137}Cs в молоко в среднем в 4–6 раз. Препараты ферроцина можно давать всем видам сельскохозяйственных животных, а также птице, поскольку применение его в рекомендуемых дозах не выявляло каких-либо токсических эффектов. Для достижения наилучших результатов препарат необходимо давать каждый день.

«Ферроцинсодержащие болюсы» (или «Антицезиевые болюсы») имеют цилиндрическую форму с длиной 100–110 мм, диаметром 30–35 мм и массой 200 ± 10 г, содержат 15% ферроцина, 75% сернокислого бария (балласт) и 10% пчелиного воска (связующее вещество). Антицезиевые болюсы в количестве трех штук одномоментно вводят животному непосредственно в пищевод с помощью специального болюсодавателя. Методика их введения аналогична введению магнитного зонда в желудок. Время введения: утром, натощак. Болюсы (3 штуки на животное) снижают поступление ^{137}Cs в молоко в 4–5 раз в течение двух месяцев [41].

«Брикеты соли-лизунца» (или «Антицезиевые солевые брикеты») готовят по стандартной технологии, добавляя к поваренной соли ферроцин (10% от общего количества смеси), и прессуют в брикеты массой от 2 до 5 кг. Брикеты оставляют в местах, доступных для домашних и пасущихся животных, находящихся на

Таблица 3

Эффективность применения препаратов ферроцина для снижения перехода ^{137}Cs в продукцию животноводства

Препарат	Вид животных	Вид продукции	Кратность снижения	Продолжительность применения, дни	Дозы и условия применения
Бифеж	КРС	Молоко	6,5	19—90	30—40 г/гол (пастбищное содержание)
То же	КРС	То же	8,1	10—74	50 г/гол (пастбищное содержание)
—" —	КРС	—" —	17,4	4—25	60—120 г/гол (стойловое содержание)
—" —	Овцы	Мясо	2,1	20	
—" —	Овцы	То же	11,7	15—40	30—60 г/гол (стойловое содержание)
Ферроцин	КРС	Молоко	5,6	5—78	3—5 г/гол (пастбищное содержание)
То же	Овцы	Мясо	10,5	15	3 г/гол (стойловое содержание)
Солевые брикеты	КРС	Молоко	2,0	5—10	1 шт/гол (стойловое содержание)
Болюсы	КРС	То же	3,5	5—78	3 шт/гол (пастбищное содержание)
Глина	КРС	—" —	1,9	10	200—600 г/гол (пастбищное содержание)

Примечание. КРС — крупный рогатый скот

беспривязном содержании. Этот прием наиболее эффективен при низком содержании натрия в растительных кормах. Потребление соли-лизунца с ферроцином (10 г/сут) способствует снижению поступления ^{137}Cs в молоко до 2 раз [41].

Фармакологические свойства и механизм действия ферроцианидов

Наиболее эффективным механизмом уменьшения всасывания радионуклидов в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) животных является ионно-обменная сорбция. При поступлении в ЖКТ крупного и мелкого рогатого скота ферроцианиды образуют с радиоактивным цезием комплексное нерастворимое соединение, которое не допускает всасывание радионуклида в кровеносную и лимфатическую системы и способствует удалению поступившего радиоактивного цезия из организма. Механизм действия ферроцианидов обусловлен особым строением их кристаллической решетки. На примере кристаллической решетки аммониевой формы железо(III)гексацианоферрата (АГЦФ) W. Giese [43] объясняет механизм захвата и прочного удерживания катионов железа следующим образом. Общая кристаллографическая схема АГЦФ представляет собой кубическую решетку с атомами Fe(II) и Fe(III), находящимися по углам кристаллической решетки. Лиганды CN образуют края, и каждый второй маленький кубик содержит в центре положительный заряд одновалентных катионов для компенсации дефицита положительного заряда от Fe(II) по отношению к лигандам CN. Катион аммония (в случае с АГЦФ) может замещаться ионами щелочных металлов и, в первую очередь, ионами цезия. Экспериментальным путем было установлено, что селективность связывания щелочных металлов в эти комплексы растет с увеличением ионного радиуса для ряда: Na:K:Rb:Cs, как 1:10:100:1000. Благодаря избирательности связывания Cs, обусловленной более низкой коллоидной растворимостью цезий-ферро(III)цианоферрата (CsFCF, FCF — ферроцианоферрат) по сравнению с NaFCF и KFCF, предотвращается выведение калия и натрия из организма при длительном применении

препаратов. Подсчитано, что 1 г АГЦФ способен связать $9,710^{10}$ Бк ^{137}Cs . Препарат в жидкой фазе содержит ЖКТ животных образует коллоидные растворы из кристаллических частиц дисперсностью 5—500 мкм (в зависимости от способа производства) и, следовательно, не может проходить через биологические мембраны. Ферроцианиды устойчивы к действию кислот и щелочей в диапазоне pH 1,0—11,0 и не распадаются в условиях желудочно-кишечного тракта животных. Препараты не токсичны для сельскохозяйственных животных, а полуетальная доза АГЦФ для мышей составляет 5 г/кг массы тела.

Эффективность ферроцианидов выявлена на различных видах животных [40—46].

Исследования, проведенные сотрудниками ВНИИ СХРАЭ в Брянской области в 2004 г. показали высокую эффективность применения препарата «Ферроцин» в условиях выпаса дойных коров на низкопродуктивных пастбищах с торфяными почвами при плотности загрязнения ^{137}Cs от 670 до 1010 кБк/м². Через 5—10 дней после начала применения «Ферроцина» кратность снижения содержания ^{137}Cs в пробах молока составила в среднем 2,0—3,0 раза, а через 1—2 мес. варьировало в пределах 100 ± 35 Бк/л (см. рисунок). В целом, удельная радиоактивность молока снизилась в среднем в 6,2 раза.

Использование сорбентов

Для снижения перехода ^{137}Cs в молоко и мясо также используются природные сорбенты. Глинистые минералы (бентонит, вермикулит), а также цеолиты (морденит) связывают ^{137}Cs в ЖКТ крупного рогатого скота и снижают его усвоение [45, 47]. В их составе содержится широкий спектр биофильных макро- и микроэлементов (Ca, Na, P, Mg, K, Mn Fe, Cu, Co, Ag, Zn), обеспечивающих оптимизацию минерального питания животных, с одной стороны, и в силу своих сорбционных свойств уменьшающих поступление радиоактивного цезия в организм животных, с другой.

Мелкодисперсный порошок глинистого минерала палыгорскита в дозе 200—600 г/сут. на голову смешивают с концентрированными кормами и задают каж-

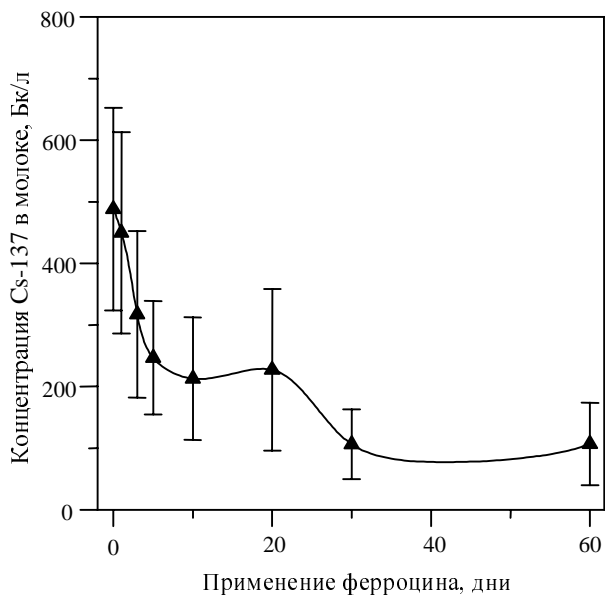


Рисунок. Динамика концентрации ¹³⁷Cs в молоке коров после применения ферроцина

дому животному. Снижение поступления ¹³⁷Cs в молоко в производственных условиях достигает 2,0 раз.

Заключение

Загрязнение сельскохозяйственных территорий радиологически значимыми радионуклидами ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs с периодом полураспада около 30 лет определяет необходимость применения специальных защитных приемов в растениеводстве и животноводстве в течение длительного времени после радиационных аварий. Использование агромелиорантов и специальных ветеринарных препаратов являются наиболее эффективными мероприятиями при реабилитации загрязненных территорий. В основе механизма их действия на биологическую подвижность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs лежат физико-химические процессы взаимодействия радионуклидов с компонентами агроэкосистем.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. Москва: Наука, 1985, 263 с.
2. Тимофеев-Ресовский Н.В., Титлянова А.А. В кн.: Радиоактивность почв и методы ее определения. Москва: Наука, 1966, с. 65—72.
3. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. Москва: Атомиздат, 1974, 216 с.
4. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. Москва: Атомиздат, 1968, 472 с.
5. Bolt G.H., Sumner M.E., Kamphorst A.A. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 1963, v. 27, p. 294—299.
6. Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A. Nature, 1988, v. 335, № 6187, p. 247—249.
7. Коноплев А.В., Булгаков А.А. Атомная Энергия, 2000, т. 88, № 2, с. 152—158.
8. Brouwer E., Baeyens B., Maes A., Cremers A. J. Phys. Chem., 1983, v. 87, p. 1213—1219.
9. De Preter P. Radiocaesium retention in the aquatic, terrestrial and urban environment: a quantitative and unifying analysis. PhD Thesis, K.U., Leuven, Belgium, 1990, 93 p.
10. Absalom J.P., Crout N.M.J., Young S.D. Environ. Sci. Technol., 1996, v. 30, p. 2735—2741.

11. Hird A.B., Rimmer D.L., Livens F.R. J. Environ. Radioactivity, 1995, v. 26, p. 103—111.
12. Архипов Н.П., Федоров Е.А., Алексахин Р.М. и др. Почвоведение, 1975, № 11, с. 40—52.
13. Клечковский В.М., Федоров Е.А., Архипов Н.П. и др. Там же, 1973, № 5, с. 38—47.
14. Сельскохозяйственная радиэкология. Под ред. Р. М. Алексахина, Н. А. Корнеева. М.: Экология, 1992, 400 с.
15. Спицын В.И., Громов В.В. Почвоведение, 1959, № 12, с. 45.
16. Sheppard M.J. Health Phys., 1985, v. 49, 1, p. 106—111.
17. Valcke E., Vidal M., Cremers A. e. a. Science, 1997, v. 18, p. 218—224.
18. Кокотов Ю.А., Русаков Ф.Ф., Урбанюк А.П. Тр. Конф. по радиационной гигиене, 1960, с. 76—77.
19. Сысоева А.А. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Обнинск, ВНИИСХРАЭ, 2004, 29 с.
20. Briggs, G. E. New Phytol., 1957, v. 56, p. 305—324.
21. Menzel R.G., Heald W.R. Soil Science, 1954, v. 70, p. 287.
22. Buysse J., Van den Brande K., Merckx R. Plant and Soil, 1996, v. 178, p. 265—271.
23. Nishita H., Dixon D., Larson K.H. Ibid., 1962, v. 17(2), p. 221.
24. Smolders E., Sweeck L., Merckx R. Ibid., 1996, v. 181, p. 205.
25. Handley R., Overstreet R. Plant Physiol., 1961, v. 36, p. 66—69.
26. Zhu Y.-G., Smolders E. J. exper. bot., 2000, v. 51, № 351, p. 1635.
27. Соколик А.И., Демко Г.Г., Горобченко Н.Е., Юрин В.М. Радиационная биология. Радиэкология, 1997, № 37, вып. 5, с. 787—795.
28. Smolders E., Van den Brande K., Merckx R. Environ. Sci. Technol., 1997, v. 31, p. 3432—3438.
29. Маракушин А.В., Федоров Е.А. Агрохимия, 1978, № 8, с. 125.
30. Пристер Б.С., Лощилов Н.А., Немец О.Ф., Поляков В.А. Основы сельскохозяйственной радиологии. Киев, 1991, 215 с.
31. Ратников А. Н., Алексахин Р. М., Жигарева Т. Л. Агрохимия, 1992, № 9, с. 112—116.
32. Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Рерих Л. А. Там же, 1986, № 2, с. 89—92.
33. Юдинцева Е. В., Левина Э. М. Там же, 1982, № 4, с. 75—81.
34. Суслина Л.Г. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Обнинск, ВНИИСХРАЭ, 2004, 27 с.
35. Кузнецов В.К., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. и др. Агрохимия, 2001, № 9, с. 47—53.
36. Грищенко Т.А., Дараган Ю.В., Алексейчик Н.Н. Там же, 1985, № 3, с. 39—43.
37. Пристер Б. С., Перепелятникова Л. В., Перепелятников Г. П. В кн.: Проблемы сельскохозяйственной радиологии. (Сб. науч. тр. под ред. Н.А. Лощилова.) Киев, 1991, с. 141—153.
38. Водовозова И.Г., Погосин Р.И. Тез. докл. конф. «Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах». Свердловск, 1969, с. 29.
39. Фирсакова С.К., Тимофеев С.Ф., Шумилин В.А. и др. Радиационная биология. Радиэкология, 2002, т. 42, № 3, с. 345.
40. Васильев А.В., Морозов И.А., Исамов Н.Н. Химизация сельского хозяйства, 1992, № 2, с. 17—20.
41. Пастернак А.Д. Тез. докл. конф. «Проблемы противолучевой защиты», Москва, 1998, с. 101—102.
42. Радиэкологические аспекты животноводства (последствия и контрмеры после катастрофы на Чернобыльской АЭС). Под ред. Р.Г. Ильязова, Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. Гомель: Полеспечать, 1996, 179 с.
43. Giese W. Brit. Vet. J., 1988, v. 144, p. 363—369.
44. Чмырев М.А. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Обнинск, ВНИИСХРАЭ, 1996, 24 с.
45. Hove K., Strand P., Hanser S. M. In: Environmental contamination following a major nuclear accident. Eds. S. Clifton, E.W. Katr. Vienna: IAEA.SM, 1990, v. 2, p. 181—189.
46. Unsworth E.F., Pearce J., McMurray. The science of Total Environ., 1989, v. 85, p. 339—347.
47. Романенко А.А. Дисс. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1994, 89 с.